

盐度变化对 SBBR 和 SBR 中含氨氮废水的处理影响

邹高龙¹, 李小明^{1*}, 李启武², 刘医璘¹, 周屹¹, 曾光明¹

(1. 湖南大学环境科学与工程学院, 长沙 410082; 2. 湖南省环境监测中心站, 长沙 410004)

摘要: 针对含氨氮高盐废水, 研究了逐步提高盐度(以 Cl^- 离子浓度计)对内循环 SBBR 和 SBR 中硝化和反硝化作用的影响, 以及当盐度降为 0 后的恢复过程. 结果表明, 在内循环 SBBR 和 SBR 中, 随着盐度的逐步提高, 亚硝化过程都会受到影响, 当盐度 $< 1.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, SBBR 中的氨氮降解速率小于 SBR, 从 $1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 开始 SBBR 中的氨氮降解速率大于 SBR, 当盐度提高为 $4.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 两者的亚硝化过程都受到极大抑制; SBBR 在盐度为 $1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时即持续有 NO_2^- -N 累积, 而在 SBR 中, 当盐度提高为 $2.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 反应周期末才开始持续有大量的 NO_2^- -N 累积; 在 SBBR 中, 当盐度低于 $1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, TN 去除率达到 60% 左右, 当盐度 $> 3.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 同步硝化反硝化过程受到较大抑制.

关键词: 氯离子浓度; SBBR 和 SBR; 亚硝化和硝化; 同步硝化反硝化

中图分类号: X703.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2009)09-2603-06

Effects of Salinity Variation on the Treatment Wastewater Containing Ammonia in the SBBR and SBR

ZOU Gao-long¹, LI Xiao-ming¹, LI Qi-wu², LIU Yi-lin¹, ZHOU Yi¹, ZENG Guang-ming¹

(1. College of Environment Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China; 2. Hunan Province Environmental Monitoring Center, Changsha 410004, China)

Abstract: According to nitrogen-containing wastewater, effects of salinity variation on nitrification and denitrification in internal circulation sequencing batch biofilm reactor (SBBR) and sequencing batch reactor (SBR), and the process of recovery as decreased salinity were investigated. The results show that nitrosation process is effected in internal circulation SBBR and SBR as the increase of salinity, and as the salinity is less than $1.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, the speed of ammonia-oxidize is quicker in the SBR than in the SBBR, but the state is opposite as the salinity beyond $1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. As the salinity increased to $4.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, the process of ammonia-oxidize was restrained strongly both in SBBR and SBR. The nitrite accumulation is attained continually as the salinity at $1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $2.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in the SBBR and SBR respectively. In the SBBR, the removal rate of TN was about 60% as the salinity was less than $1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, and the SND was restrained strongly as the salinity beyond $3.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Key words: chloride concentration; sequencing batch biofilm reactor (SBBR) and sequencing batch reactor (SBR); nitrosation and nitration; simultaneous nitrification and denitrification (SND)

在现代工业中, 许多行业如酸洗、食品生产、制革、化工等会产生大量的含盐废水^[1-3], 在某些地方, 海水直接利用也会产生大量的含盐废水^[4-7]. 一些含盐废水同时还含有氨氮, 由于条件的限制, 在污水处理前一般不会进行脱盐处理, 因此有必要研究盐对含氨氮废水处理的影响.

生活在淡水中的微生物在受到含盐废水的冲击时, 一般能通过自身的渗透压调节机制来平衡细胞内的渗透压或保护细胞内的原生质, 但盐度过高则能使微生物体内的水分子大量渗到体外, 细菌发生质壁分离而死亡^[8-12]. Rosa 等^[13]通过研究在曝气生物滤池中处理合成含盐废水 (NaCl 质量浓度 $5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 发现在水力停留时间为 15 h 时, 氨氮的去除率只有 48%. Panswad 等^[14]发现在厌氧/缺氧/好氧法系统中, 接种了经过盐度驯化后的污泥与没有接种经盐度驯化的污泥相比, 在盐度提高时亚硝化速

率和反硝化速率有不同程度的提高. Campos 等^[15]通过研究用活性污泥处理高氨氮含盐废水发现: 当废水含盐量超过 $3.07 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 氨氮开始累积, 硝化作用效率迅速降低, 在实验过程中由于氧气的限制有 16% ~ 20% 的 NO_2^- -N 累积. Glass 等^[16]通过研究活性污泥中高盐度、高 NO_3^- -N 的反硝化反应发现: 当离子强度从 0.8 逐步提高至 2.7 和 3.0 时, 尽管完全反硝化可以发生, 但是最大的 NO_3^- -N 减少率从 $50 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 降到 $19 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$, 在 pH 为 7.5 时实验失败. Moussa 等^[17]研究了经过盐度驯化和没

收稿日期: 2008-10-25; 修订日期: 2008-12-29

基金项目: 教育部新世纪优秀人才支持计划项目 (NCENT-0770); 国家自然科学基金项目 (50478054); 科技部国际科技合作重点项目 (2004DFA06200); 长沙市科技计划重点项目 (K051132-72)

作者简介: 邹高龙 (1982 ~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染处理技术与控制, E-mail: zougaoalong@163.com

* 通讯联系人, E-mail: xmlil@hnu.cn; xmlil21x@hotmail.com

有经过盐度驯化的活性污泥中在氯离子浓度提高时的硝化反应情况,当盐度提高至 $1 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,亚硝酸菌和硝酸菌活性分别比无盐时下降了 36% 和 11%,当盐度提高至 $4 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,亚硝酸菌和硝酸菌活性都下降了 95%. 目前国内外对于含盐含氮废水的研究主要集中在活性污泥法,鲜见到关于通过研究 SBBR 法对比 SBBR 和 SBR 处理高盐度含氮废水的报道.

本实验研究了逐步提高盐度对 SBBR 和 SBR 中氨氮降解的影响对比,通过分析盐度改变对 SBBR 和 SBR 中不同形态氮随时间变化的影响,对比 SBBR 和 SBR 在处理高盐度含氨氮废水时的优劣性.

1 材料与方法

1.1 实验装置及运行方法

内循环 SBR 反应器由内桶和外桶组成,内外桶底部相连,内桶直径为 8 cm,外桶直径为 15 cm,高约 70 cm,有效体积约为 12 L. 在内循环 SBBR 反应器的内桶内悬挂填料,挂膜密度为 30%,反应器内桶曝气,污水在内桶与外桶间循环流动,实验装置见图 1. 实验运行采用瞬时进水→曝气(10 h)→沉淀间歇(2 h)→瞬时出水的方式,SBBR 采用全换容运行、SBR 采用排水比为 7/12 运行,不设厌氧段,采用鼓风机曝气,通过控制曝气量的大小维持 DO 浓度为 $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右. 接种活性污泥取自长沙市第一污水处理厂,最初反应器中接种活性污泥浓度为 $4 \times 10^3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,按上述方式进行驯化培养,约 7 d 后污泥外观呈黄褐色,活性及沉淀效果均较好,15 d 后开始试运行,实验温度保持在 20°C ,利用饱和的碳酸氢钠盐溶液维持进水的 pH 为 8.0 ± 0.2 . 在逐渐提高盐度的过程中(以 Cl^- 浓度计),每次提高 $5 \times 10^3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (图 2),污泥驯化达到稳定后再调到下一浓度,直到 $4.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,随后盐度降低至 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,整个实验分为 4 个阶段,分别为 $0 \sim 1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $2.0 \times 10^4 \sim 3 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $3.5 \times 10^4 \sim 4.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和从 $4.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降为 0 时的恢复阶段. 得出盐度变化对亚硝化过程、硝酸化过程、反硝化过程的影响. 另有一 SBR 反应器不加盐,用作对比实验.

1.2 污水水质

反应器启动时进水基质为葡萄糖人工配水,COD 控制在 360 mg/L 左右. 含盐废水通过向配得的淡水废水中直接投加定量氯化钠的方式得到,用饱

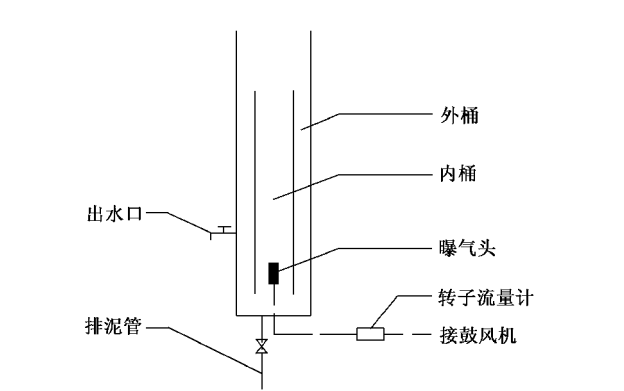


图 1 内循环 SBR 反应器
Fig. 1 Reactor of inner loop SBR

和碳酸氢钠调节废水的 pH 值恒定为 8.0 ± 0.2 ,水质中氨氮初始的浓度通过加入硫酸铵维持在 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 废水组成见表 1. 营养元素 $0.5 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$, 1 L 营养元素包含 $1.5 \text{ g FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $0.15 \text{ g H}_3\text{BO}_3$, $0.03 \text{ g CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, 0.18 g KI , $0.12 \text{ g MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, $0.06 \text{ g Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $0.12 \text{ g ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $0.15 \text{ g CoCl}_2^{[17]}$.

表 1 合成废水组分
Table 1 Composition of synthetic wastewater

基质名称	浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	基质名称	浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
葡萄糖	340	硫酸铵	220
碳酸氢钠	300 ~ 600	氢氧化钙	50
磷酸二氢钾	65	硫酸镁	32

1.3 分析方法

在一个监控周期内,每隔 30 min 从反应器的取样口取出水样,过滤后测出 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度,通过计算反应初期和末期的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度之差与所需时间之比来表示亚硝化过程受盐度变化的影响,通过 1 个周期内 TN 的去除率分析反硝化过程. $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂分光光度法; $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用酚二磺酸分光光度法;盐度采用硝酸银滴定法. DO、pH 的测定参照文献[18].

2 结果与分析

2.1 盐度变化对 SBBR 和 SBR 反应器中亚硝化过程的影响

接种后经过 15 d 的前期驯化, SBBR 中氨氮降解速率(以 N 计)为 $18.5 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$, SBR 中的氨氮降解速率为 $17.6 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$. 从图 2 可以看出,在第 1 阶段,

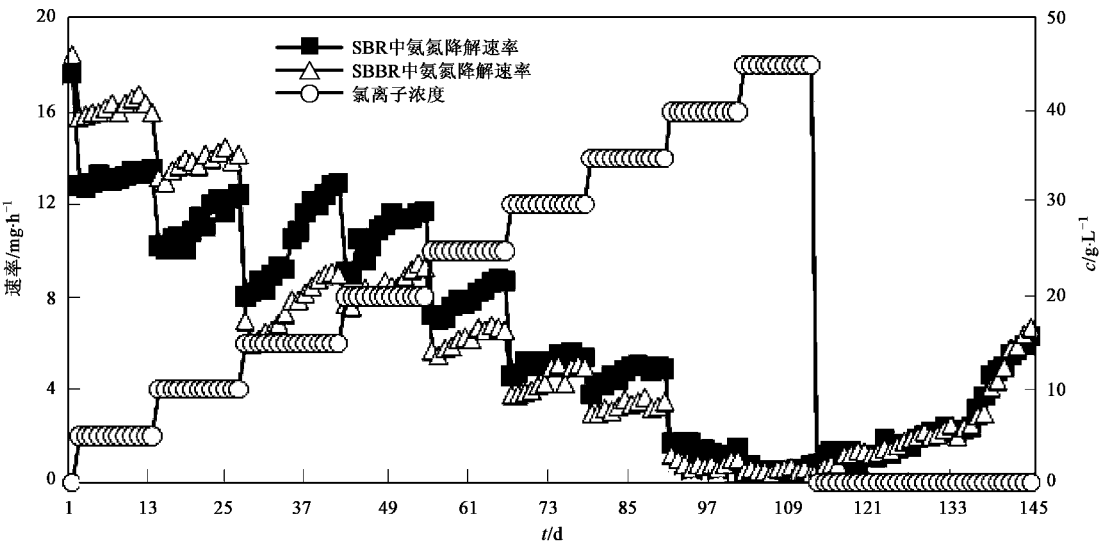


图 2 盐度变化对氨氮降解速率的影响
Fig.2 Effect of salinity on ammonia-oxidize

当盐度分 2 步提高至 $1 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, SBBR 和 SBR 中的氨氮降解速率分别降低至 $14.2 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $12.4 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$, 当盐度提高至 $1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, SBBR 中的氨氮降解速率降低至 $6 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$, 经过 15 d 的驯化后, 降解速率回升至 $9 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$, 而 SBR 中氨氮的降解速率下降至 $8 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$, 维持此盐度驯化, 15 d 后恢复至 $12.9 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$, 降解速率甚至比在盐度为 $1.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时大, 大于同期 SBBR 中的氨氮降解速率. 第 2 阶段, 当盐度由 $2.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐步提高至 $3 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 经过 37 d 的驯化后, SBBR 中的氨氮降解速率由 $9 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$ 降低至 $5.1 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$, 而 SBR 中的氨氮降解速率从 $12.9 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$ 降低至 $5.4 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$, 氨氮降解速率都受到较大抑制. 在第 3 阶段, 当盐度提高至 $4.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, SBBR 和 SBR 中氨氮降解速率都降至 $1 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$ 左右, 亚硝化过程受到极大抑制, 当盐度提高到 $4.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, SBBR 和 SBR 中氨氮降解速率都降至 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$ 左右. 第 4 阶段, 当盐度迅速降为 0 时, SBBR 和 SBR 中的活性都逐渐开始恢复, 经过 33 d 的恢复, SBBR 和 SBR 的氨氮降解速率分别恢复至 $6.7 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $6.5 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$. 所以, 在盐度较低时, SBBR 的亚硝化过程受到盐度的影响小于 SBR; 而在盐度较高时, SBBR 的亚硝化过程受到盐度的影响大于 SBR, 当盐度达到 $4.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 两者的亚硝化过程都受到极大抑制.

2.2 盐度变化对 SBBR 和 SBR 中 NO_2^- -N 累积量的影响

从图 3 可以看出, 第 1 阶段, 在 SBBR 中, 当盐度分 2 步提高至 $1.0 \times 10^3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 在提高盐度后的前几个周期有少量的 NO_2^- -N 累积, 当盐度提高至 $1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 反应周期末有 $12 \sim 16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 NO_2^- -N 累积; 而在 SBR 中, 只在提高盐度后的前几个周期有少量的 NO_2^- -N 的积累. 第 2 阶段, 在 SBBR 中, NO_2^- -N 累积量随着盐度的增加而增加, 为 $20 \sim 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 而在 SBR 中, 只有当盐度提高为 $2.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时才开始有持续的 NO_2^- -N 累积, 浓度为 $8 \sim 17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 当盐度为 $3.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 反应周期末有 $22 \sim 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 NO_2^- -N 累积. 第 3 阶段当盐度提高为 $3.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, SBBR 中 1 个周期内的 NO_2^- -N 的累积量在 $9 \sim 12.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间波动, 而 SBR 中 1 个周期内的 NO_2^- -N 的累积量在 $24 \sim 29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间波动, 而当盐度为 $4.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, SBBR 和 SBR 中 1 个周期内 NO_2^- -N 的累积量都迅速减少至 $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下. 第 4 阶段, 当盐度从 $4.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 恢复到 0 时, 在 SBBR 中, 第 136 d 即使 1 个周期内降解的氨氮增加很快, 但是周期末累积的 NO_2^- -N 并没有明显增加; 在 SBR 中, 随着亚硝酸菌的活性逐渐恢复, NO_2^- -N 累积量逐渐增加, 第 145 d, 1 个周期内 NO_2^- -N 的累积量为 $31 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 因此, 在 SBBR 中, 当盐度超过 $1.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, NO_2^- -N 累积量就会随着盐度的提高而增加, 硝化过程受到影响; 而在 SBR 中, 当盐度低于 $2.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 每次盐度的提升后, 前几个周期内有 NO_2^- -N 的累积,

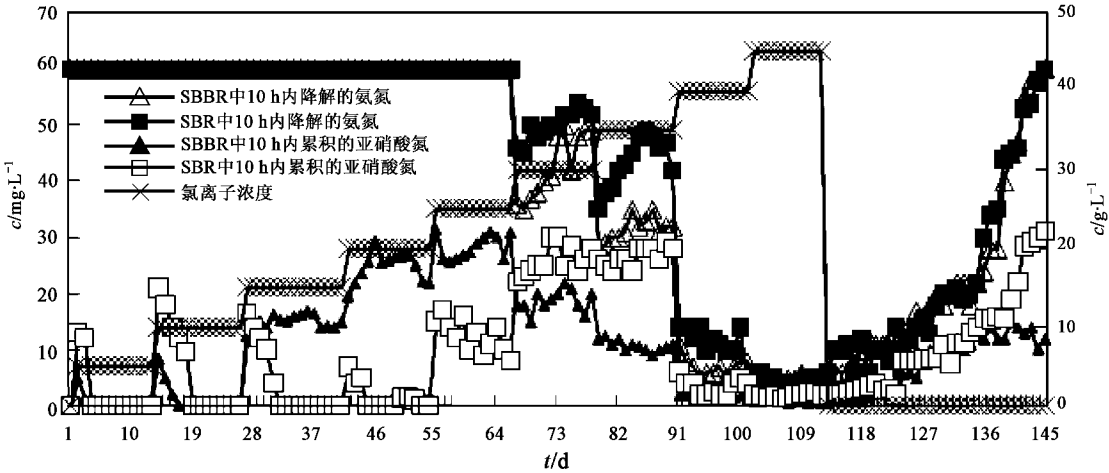


图 3 在内循环 SBBR 和 SBR 中, 盐度变化时 1 个周期内降解的 NH_4^+ -N 量和 NO_2^- -N 累积量的变化

Fig.3 Variation of finish nitrite concentration and consumed ammonia at the end of each batch test to salt changed in inner loop SBBR and SBR

驯化一段时间后, NO_2^- -N 累积量会逐渐减少, 甚至消失, 当盐度超过 $2.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 有 NO_2^- -N 持续的累积.

2.3 盐度变化对 SBBR 和 SBR 中反硝化过程的影响

从图 4 可以看出, 在没有加入盐前, SBBR 出水的 TN 浓度为 $22.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 去除率为 63.2%. 在第 1 阶段, 当盐从 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐步增加至 $1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, TN 的去除率为 54% ~ 62%, 受盐度的影响较小. 在第 2 阶段, 随着盐度的逐步提高, 出水的 TN 也逐渐提高, TN 去除率逐渐降低, 第 66 d, 当盐度为 2.5×10^4

$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, TN 的去除率为 43.3%, 接着提高盐度为 $3.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 出水的 TN 浓度迅速上升, TN 的去除率迅速降低, 到第 2 阶段末期, TN 的去除率为 21.7%. 第 3 阶段当盐度提高为 $4.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, TN 的去除率 $< 3\%$. 第 4 阶段, 当盐度降为 0 时, TN 的去除率缓慢提高, 从第 130 d 开始, 出水的 TN 浓度下降速度逐渐加快, TN 的去除率逐渐提高, 第 145 d, TN 的去除率恢复至 29.2%; 在 SBR 中由于没有厌氧段, 因此 1 个反应周期后的 TN 出水浓度和进水 TN 浓度相差不大, 几乎没有去除 TN.

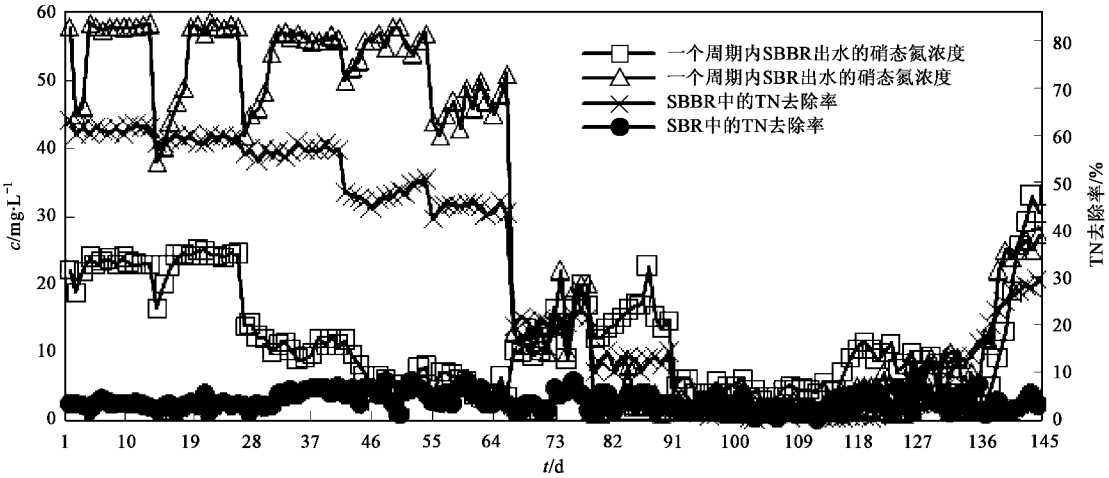


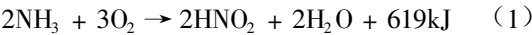
图 4 在内循环 SBBR 和 SBR 中, 盐度变化时 1 个周期内出水 TN 和 TN 去除率的影响

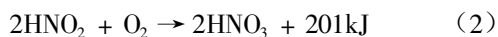
Fig.4 TN effluent and removal rate at the end of each batch test to salt changed in inner loop SBBR and SBR

3 讨论

3.1 盐度变化对 SBBR 和 SBR 中硝化作用的影响

硝化作用是由亚硝酸菌和硝酸细菌将 NH_4^+ -N 转化为 NO_3^- -N 的过程, 它包括了 2 个过程:





即亚硝酸菌将氨氮转化为亚硝酸盐的亚硝化过程和硝酸菌将亚硝酸盐转化为硝酸盐的硝化过程.这2种细菌都具有较低的生长率,而且对于生长环境如:温度、溶解氧、pH、有毒物质、自身反应产生的抑制物等敏感^[19~21].

在第1阶段,当盐度从0增加至 $1.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,盐对SBR和SBBR中氨氮的转化都产生了较大的抑制作用,SBBR中的氨氮降解速率比加盐前降低23.2%,SBR中的氨氮降解速率比加盐前降低29.5%,SBBR中的氨氮降解速率高于SBR. Moussa等^[17]认为在盐度 $< 1 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,亚硝酸菌的优势菌种是不耐盐的 *Nitrosomonas oligotropha*,由于盐对不耐盐细菌一定的抑制作用,造成亚硝化过程受到一定程度的抑制.而SBBR中由于实际的生物量大于SBR,因此有效地缓解了盐度抑制带来的效能降低.当盐度增加至 $1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,SBBR和SBR中氨氮降解速率都呈现出明显的先降低后升高趋势,经过15d的驯化后,SBBR和SBR中氨氮降解速率分别恢复至 $9 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $12.9 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$,SBR中此时的氨氮降解速率甚至超过了盐度为 $1.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时的速率.Chen等^[22]认为在盐度为 $1.0 \times 10^4 \sim 1.8 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时亚硝酸细菌会从不耐盐的 *Nitrosomonas europaea-lineage* 和 *Nitrosomonas eutropha* 转化为耐一定盐度的菌种,如 *Nitrosococcus mobilis-lineage*.因此本试验SBBR和SBR中氨氮降解速率在盐度为 $1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时大幅度波动与亚硝酸菌菌种的转化有关,经过一段时间的驯化后,耐盐的亚硝酸菌成为优势菌种并得到增殖,因此氨氮降解速率提高.经过驯化后,SBR中的氨氮降解速率能够超过SBBR,这可能与DO和盐度提高有关,尽管DO都为 4 mg/L ,但盐度的存在使离子强度增大,水的活度下降,影响了氧的传递^[23],同时经测定,SBBR中生物膜厚度约为 $5 \sim 10 \text{ mm}$,使得氧的分压不足以将氧传递给生物膜内部,生物膜内部缺氧环境增加,造成SBBR中氨氮降解速率小于SBR的速率,周健等^[24]就观察到DO不同时对SBBR中氨氮的降解速率影响很大.这也可以从这个阶段SBBR中1个周期内 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的累积量得到证实,在SBBR中,当盐度为 $1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时有大量的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 累积,而 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的累积与DO有很大的关系.SBR中 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的累积量只在盐度提高后的前几个周期出现,显示了第1阶段,SBR中的硝化过程没有受到太大的影响.在

第2阶段,随着盐度的提高,SBBR和SBR中的氨氮降解速率受到的抑制程度逐渐提高,当盐度为 $3.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,经过驯化后,SBBR和SBR中的氨氮降解速率分别只有加盐前降解速率的27%和30.7%,这是由于随着盐度的提高,适应高盐度的菌种减少,水体密度进一步增加,同时微生物代谢酶活性受阻,生物增长慢,产率系数低,这些都影响到污泥絮凝性,导致出水SS升高,污泥流失问题的加剧,生物量减少.在盐度为 $2.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,SBR中开始有持续的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 累积,硝化过程受阻,说明此盐度对硝酸菌有极大的抑制作用.在第3阶段,SBBR和SBR中的氨氮降解速率随着盐度的提高不断降低,在盐度为 $4.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,SBBR和SBR中的氨氮降解速率分别为 $1 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $1.5 \text{ mg} \cdot \text{h}^{-1}$,亚硝化过程几乎被完全抑制,这是由于亚硝酸菌受到高盐度的极大抑制甚至死亡,活性污泥流失严重.当盐度为 $4.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,SBR和SBBR中1个周期内 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的累积量都迅速减少至 4 mg/L 以下,这与1个周期内降解的氨氮少,因此形成的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 少有关.在第4阶段,SBBR和SBR中的亚硝化过程经过33d驯化后,可以得到一定程度的恢复,但是SBR中的硝化过程并没有得到恢复,而SBBR中的硝化过程也只得到一定程度恢复.袁林江等^[25]认为硝酸菌对新环境的适应能力比亚硝酸菌差,因此本实验中硝酸菌增殖速率比亚硝酸菌低,而在SBBR中,由于微生物固定在固体表面,即使增殖速率慢的微生物也能生长.

3.2 盐度变化对SBBR和SBR中反硝化作用的影响

在SBBR中,由于在生物膜内部存在缺氧的微环境,因此能够发生同步硝化反硝化.在加入盐前,SBBR反应器的TN去除率为63.1%,在试验第1阶段,TN去除率受盐度的影响很小,反硝化细菌通过自身的渗透压调节机制来平衡细胞内的渗透压、保护细胞内的原生质.第2阶段,随着盐度的提高,TN去除率逐渐下降,在盐度提高至 $3.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,TN去除率下降至21%左右,反硝化菌受到盐度较大抑制.第3阶段,当盐度为 $4.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,已经超过大多数反硝化菌的耐盐极限,反硝化作用失效.第4阶段,经过33d的驯化反硝化菌活性得到部分恢复;因此,SBBR中的反硝化过程在盐度低于 $1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时基本不受到影响,在盐度为 $3.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,反硝化过程受到较大抑制;在SBR中,由于不设厌氧段,TN去除率很低,几乎没有发生反

硝化反应.

4 结论

(1) 经过逐步提高盐度驯化, SBBR 和 SBR 的亚硝化过程都能适应一定的盐度, 在低盐度时, SBBR 的亚硝化速率高于 SBR; 随着盐度的逐步提高, 由于 DO 和盐度的共同影响, SBBR 中的亚硝化过程开始受到的抑制程度开始大于 SBR, 当盐度提高至 $4.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, SBBR 和 SBR 中的亚硝化过程都受到极大抑制.

(2) 在盐度逐步提高过程中, SBBR 的硝酸化过程比 SBR 的硝酸化过程更容易受到盐度的影响.

(3) 当盐度低于 $3.0 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, SBBR 具有良好的同步硝化反硝化功能, 而在 SBR 中, 由于没有厌氧段, 因此不会发生同步硝化反硝化. 因此在处理不同盐度含氨氮废水时, 需要综合考虑 SBBR 和 SBR 在此盐度的优势与不足.

参考文献:

- [1] 文湘华, 占新民, 王建龙, 等. 含盐废水的生物处理研究进展[J]. 环境科学, 1999, **20**(3): 104-106.
- [2] Mohan S V, Sarma P N. Anaerobic treatment process for pharmaceutical wastewater [J]. Pharma Bio Med, 2003, **2**: 101-108.
- [3] Mohan S V, Sarma P N. Advanced bioremediation processes in chemical industries-Special focus on effluent treatment plants [J]. Chemical Business, 2006, **20**: 35-44.
- [4] 尤作亮. 海水直接利用及其环境问题分析[J]. 给水排水, 1998, **24**(3): 664-672.
- [5] Dan N P, Visvanathan C, Basu B. Comparative evaluation of yeast and bacterial treatment of high salinity wastewater based on biokinetic coefficients [J]. Bioresource Technology, 2003, **87**: 51-56.
- [6] Woolard C R, Irvine R L. Response of a periodically operated halophilic biofilm reactor to changes in salt concentration [J]. Water Sci Technol, 1995, **31**(1), 41-50.
- [7] Yu S M, Leung W Y, Ho K M, *et al.* The impact of sea water flushing on biological nitrification-denitrification activated sludge sewage treatment process[J]. Water Sci Technol, 2002, **46**(11-12): 209-216.
- [8] 周群英, 高廷耀. 环境工程微生物学[M]. (第二版). 北京: 高等教育出版社, 2004. 210.
- [9] Uygur A. Specific nutrient removal rates in saline wastewater treatment using sequencing batch reactor [J]. Process Biochemistry, 2006, **41**: 61-66.
- [10] Reid E, Liu X R, Judd S J. Effect of high salinity on activated sludge characteristics and membrane permeability in an immersed

- membrane bioreactor [J]. Journal of Membrane Science, 2006, **283**: 164-171.
- [11] Dincer A R, Kargi F. Performance of rotating biological disc system treating saline wastewater [J]. Process Biochem, 2001, **36**: 901-906.
- [12] Kargi F, Dincer A R. Effect of salt concentration on biological treatment of saline wastewater by fed-batch operation [J]. Enzyme Microb Technol, 1996, **19**: 529-537.
- [13] Rosa M F, Furtado A A L, Albuquerque R T, *et al.* Biological treatment of a saline wastewater containing nitrogenous compounds [R]. Colorado/USA: Proceedings of the 9th IGT Symposium on Gas, Oil and Environmental Biotechnology and Site Remediation Technologies, Institute of Gas Technology, 1996. 1-7.
- [14] Panswad T, Anan C. Impact of high chloride wastewater on an anaerobic/anoxic/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds [J]. Water Res, 1999, **33**: 1165-1172.
- [15] Campos J L, Corral M, Lema J M, *et al.* Nitrification in saline wastewater with high ammonia Concentration in an activated sludge unit [J]. Water Res, 2002, **36**: 2550-2560.
- [16] Glass C, Silverstein J. Denitrification of high-nitrate, high-salinity wastewater [J]. Water Res, 1999, **33**: 223-229.
- [17] Moussa M S, Sumanasekera D U, Ibrahim S H, *et al.* Long term effects of salt on activity, population structure and floc characteristic in enriched bacterial cultures of nitrifiers [J]. Water Res, 2006, **40**: 1377-1388.
- [18] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. (第三版). 北京: 中国环境科学出版社, 1989.
- [19] Morsyleide F, Rosa M F, Angela A L, *et al.* Biofilm development and ammonia removal in the nitrification of a saline wastewater [J]. Bioresource Technol, 1998, **65**: 135-138.
- [20] Hellings C, Schillen F, Mulder C, *et al.* The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonia-rich wastewater [J]. Water Sci Technol, 1998, **37**(9): 135-142.
- [21] Antoniou P, Hamilton J, Koopman B, *et al.* Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria [J]. Water Res, 1990, **24**(1): 97-101.
- [22] Chen G H, Wong M T, Okabe S, *et al.* Dynamic response of nitrifying activated sludge batch culture to increased chloride concentration [J]. Water Res, 2003, **37**: 3125-3135.
- [23] Kargi F, Dincer A R. Saline wastewater treatment by haophile-supplemented activated sludge culture in an aerated rotating biodisc contactor [J]. Enzyme and Microbial Technology, 1998, **22**: 427-433.
- [24] 周健, 曾朝银, 龙腾锐, 等. 高盐高氮榨菜废水生物脱氮实验研究[J]. 环境科学学报, 2005, **25**(12): 1636-1640.
- [25] 袁林江, 王志盈, 彭党聪, 等. 生物流化床内亚硝酸积累试验 [J]. 中国环境科学, 2000, **20**(3): 207-210.